

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie
Studijní obor: Ekologická a evoluční biologie



Zuzana Fasterová

Diverzita a management nízkých a středních lesů

Diversity and management of coppices and coppices with standards

Bakalářská práce

Školitelka: Doc. RNDr. Zuzana Münzbergová, Ph.D.

Praha, 2013

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 22. dubna 2013

Podpis:

Poděkování:

Na tomto místě bych velmi ráda poděkovala několika lidem, díky kterým jsem se dokázala dostat až sem. Své rodině děkuji za to, že mi věřili i ve chvílích, kdy jsem s natlučeným nosem hledala odvahu jít dál. Nejvíc bych však chtěla poděkovat svému příteli Martinu Pusztaiovi, že tu pro mě byl vždycky, když jsem ho potřebovala.

Obrovský dík patří mé školitelce Zuzce Münzbergové nejen za čas, který mi věnovala, ale taky za ochotu do toho se mnou jít. V neposlední řadě děkuji Aničce Florianové a všem svým přátelům za velkou podporu nejen při psaní.

Abstrakt

Tato bakalářská práce se zabývá problematikou diverzity a managementu nízkých a středních lesů. Management je zde představen jako hlavní faktor, určující podmínky v podrostu, zejména množství světla dopadající na bylinné patro, heterogenitu porostu či koloběh látek. Díky aktivnímu hospodaření je diverzita vegetace v těchto lesích velice vysoká. Po jeho zanechání diverzita nízkých a středních lesů rychle klesá, což je způsobeno především změnou struktury porostu a absencí světla v přízemním patře. Podrost je však ovlivněn i dalšími faktory, jako jsou lesní pastva či globální změny prostředí. V některých zemích Evropy se dnes tento management opětovně zavádí jako prostředek k ochraně diverzity.

Klíčová slova: nízký les, střední les, přízemní vegetace, druhová diverzita, lesní hospodaření

Abstract

This thesis deals with diversity and management of various types of forest manager as coppices and coppices-with-standards. Management is introduced here as the main factor determining the conditions in the undergrowth, especially the amount of light falling on the herb layer, heterogeneity of vegetation and circulation of nutrients. Thanks to active management the diversity of vegetation in these forests is very high. After cessation of coppice management diversity decreases rapidly, which is caused by change of the forest structure and by the absence of light in the ground floor. The undergrowth is also influenced by other factors, such as forest pasture and global environmental changes. In some European countries, the coppice management is reintroduced as a mean to protect biodiversity today.

Key words: coppice, coppice with standards, ground vegetation, species diversity, forest management

Obsah

1. ÚVOD.....	6
2. NÍZKÝ A STŘEDNÍ LES - CHARAKTERISTIKA, VYMEZENÍ.....	7
2.1 NÍZKÝ LES.....	7
2.2 STŘEDNÍ LES.....	9
3. MANAGEMENT	10
3.1 OBECNÁ CHARAKTERISTIKA.....	10
3.2 DRUHOVÁ SKLADBA POUŽÍVANÝCH DŘEVIN	12
3.3 COPPICE SELECTION SYSTEM.....	13
3.4 MODERNÍ MANAGEMENT.....	13
4. DIVERZITA NÍZKÝCH A STŘEDNÍCH LESŮ	14
4.1 SVĚTLO A STRUKTURA	15
4.2 OSTATNÍ FAKTORY	18
4.2.1 Abiotické podmínky.....	18
4.2.2 Biotické podmínky obecně	19
4.2.3 Herbivoři	19
4.2.4 Faktory nesouvisející s managementem	20
4.3 VAZBA ORGANISMŮ NA NÍZKÉ A STŘEDNÍ LESY	21
4.4 SEMENNÁ BANKA	21
4.5 VEGETACE NÍZKÝCH A STŘEDNÍCH LESŮ	22
4.6 OSTATNÍ ORGANISMY	23
5. OCHRANA PAŘEZIN JAKO UNIKÁTNÍCH BIOTOPŮ	23
5.1. PŘÍSTUP KE SVĚTLÝM LESŮM V MINULOSTI A JEHO NÁSLEDKY.....	23
5.2 PŘÍSTUPY KE SVĚTLÝM LESŮM V SOUČASNOSTI	25
5.2.1. Obnova výmladkového managementu	25
5.2.2 Vybrané příklady	26
6. SVĚTLINOVÉ DRUHY PŘED PŘÍCHODEM ČLOVĚKA	28
7. PROJEKT V NP PODYJÍ	29
8. ZÁVĚR.....	30
9. LITERATURA.....	32

1. Úvod

Ačkoliv člověk žije ve střední Evropě již od neolitu, razantněji svou činností ovlivňuje její krajinu teprve po několik staletí (Van Calster et al., 2008c; Altman et al., 2013). Za tu dobu zde došlo nejen k výraznému odlesnění, ale především se změnila architektura lesních porostů.

Lesy nížin a pahorkatin se pod přímým tlakem člověka postupně rozvolňovaly. V období starověku a raného středověku se využívaly neorganizovaně a místy i velmi intenzivně (Kadavý et al., 2011a). Postupnou organizací hospodaření začaly vznikat lesy nízké, posléze střední. Jejich struktura je utvářena výmladkovým managementem. Výmladkové hospodaření pak bylo společně s lesní pastvou po staletí dominantním a nejdůležitějším typem obhospodařování lesů (Altman et al., 2013).

Jedná se o typ hospodaření, využívající výmladné schopnosti dřevin; po smýcení stromu pařez začíná obrážet z dormantních pupenů na bázi, takže vytváří několik prutů, které se po určité době opět smýtlí. Důležitou charakteristikou těchto lesů je jejich světlý charakter, způsobený častým mýcením stromů, takže nikdy nedorostou do takové velikosti, aby se koruny zcela zapojily (Barkham, 1992). Prosvětlení porostů také napomáhá lesní pastva, která byla především ve středních lesích velice častá (Hansson, 2001). Distribuce světla do podrostu navíc kulminuje v pravidelných intervalech, vždy po seči (Ash et Barkham, 1976).

Tento typ porostů byl využíván jak pro palivové dříví, tak pro relativně slabé kmeny, s nimiž se vzhledem k technickým možnostem lidí až do poloviny 19. století lépe pracovalo (Kadavý et al. 2011a; Van Calster et al., 2008a). Postupem času se však poptávka mění. Po průmyslové revoluci již není tak složité zpracovávat i silnější dřevo. Navíc začínají citelně chybět velké kulatiny určené pro stavby budov. Nízké a střední lesy se tak začínají plošně převádět na lesy vysoké (Jansen et Kuiper, 2004). Tento jev je viditelný zejména v nížinách a pahorkatinách, kde předtím byly nízké lesy nejrozšířenější.

Takto výrazná změna architektury lesů, úbytek světla a v neposlední řadě také homogenizace lesní krajiny vedla postupně k velkému snížení biodiverzity. Některé druhy hmyzu i rostlin vázaných na světlé lesy dnes postupně ustupují, nebo dokonce vymírají (Konvička et al., 2004).

Díky zemím, kde se v lesích stále hospodaří tradičním způsobem - Rumunsko, některé oblasti Itálie a Španělska (Coppini et Hermanin, 2007; Bemman et al., 2010), popř. zemím, kde se toto hospodaření znovu zavedlo - Švédsko, Nizozemí, Dánsko nebo Polsko (Bemman

et al., 2010), dnes můžeme sledovat, jak je druhová bohatost nízkých a středních lesů vysoká. Početné studie dokazují, že řada druhů rostlin i živočichů vykazuje k tomuto typu lesů vysokou afinitu (Van der Werf, 1991; Mason et Macdonald, 2002; Hansson, 2001; Konvička et al., 2004). V dnešní době tyto druhy přežívají na území střední Evropy na pasekách a v lesních lemech, ovšem v silně redukovaných populacích (Konvička et al., 2004).

Tato práce si klade za cíl shrnout dosavadní poznatky o diverzitě nízkých a středních lesů a o různých způsobech hospodaření v těchto lesích. Důraz je přitom kladen na nízké a střední lesy Evropy, na důsledky ponechání dříve obhospodařovaných pařezin ladem či na problematiku převodu světlých lesů na vysokokmenný les a výrazný úbytek diverzity, který tento krok doprovází. Prostor je zde věnován také návratu k tradičnímu hospodaření, ke kterému postupně v některých oblastech dochází na základě nejnovějších vědeckých poznatků o diverzitě těchto ekosystémů či díky potřebě některých vlastníků malých lesů být energeticky soběstační. Dále se práce věnuje problematice přístupu ke světlým lesům dříve i v současnosti.

Okrajově pak seznamuje s unikátním projektem pod vedením Lukáše Čížka, který probíhá na vybraných lokalitách v národním parku Podyjí, a zároveň nastiňuje, jakým směrem se bude moje práce dále ubírat.

V závěru práce se lehce dotýkám problému ochrany těchto lesů v kontrastu s režimem bezzásahovosti.

2. Nízký a střední les - charakteristika, vymezení

2.1 Nízký les

Polanský (1956) definuje nízký, nebo také nízkokmenný les jako hospodářský tvar lesa založený na systematicky opakované vegetativní obnově pařezovými nebo kořenovými výmladky, při které je nutné zabezpečit zároveň určitý počet generativních jedinců. Jedná se tedy o umělý tvar lesa, který je přirozenému chodu lesního ekosystému velice vzdálený, protože opakované seče a odebírání biomasy razantně ovlivňují látkový koloběh a nutí les neustále dorůstat (Kadavý et al., 2011a).

Doba obmýtí, tedy doba trvání celého cyklu od skončení jedné seče, přes dorůstání lesa, až po konec další seče, závisí na výmladné schopnosti dřeviny a očekávané produkci,

což je ovlivněno jak druhem stromu, tak úživností daného stanoviště. U vrbových prutníků není delší než 5 let, u dřevin jako je dub, buk nebo habr se pohybuje okolo 40 let, ale např. u olše může přesáhnout i 50 let (Lesnický naučný slovník, MZe ČR, 1995). Studie Van Calstera et al. (2008a) ovšem považuje lesní porosty s dobou obmýti delší než 50 let již za specifickou formu vysokokmenného lesa.

Typický vzhled nízkého lesa je ukázán na obrázku č. 1.



Obr. 1: Nízký les. Převzato z www.simonboothphotography.com (12.4.2013).

Nízký les byl, hlavně před průmyslovou revolucí, využíván především jako zdroj lehce zpracovatelného palivového dříví (Kadavý et al. 2011a; Montes et al., 2004; Misra et al., 1995; Van der Werf, 1991; Iida et Nakashizuka, 1995; Nagaike et al., 2003). Nízký les dodnes představuje významný zdroj obnovitelné energie v některých zemích Evropy, především v Itálii, kde tvoří až 60% veškeré energetické biomasy (Bartha et al., 2008). Některé studie poukazují na využití dřeva z nízkokmenných lesů také pro výrobu dřevěného uhlí (Ito et al., 2012; Montes et al., 2004; Iida et Nakashizuka, 1995; Nagaike et al., 2003) nebo jako zdroje kůry pro kožedělnou výrobu (Jansen et Kruiper, 2004; Van der Werf, 1991). Menší rozsekané větve je možné použít jako hnojivo (Ito et al., 2012). Nízké lesy s dominantním zastoupením lísky (*Corylus avelana*) byly využívány jako zdroj ořechů (Hansson, 2001).

2.2 Střední les

Les střední, nebo také sdružený, je etážový tvar lesa, kde je spodní patro tvořeno nízkokmenným lesem a horní patro sestává z generativně vzniklých jedinců různého stáří (Kadavý et al., 2011a). Při každé seči spodní etáže se ponechává nebo vysazuje určitý počet stromů semenného původu, čímž vznikají 3 až 4 generace výstavků v horní etáži (Kadavý et al., 2011a).

Jako výstavky se používaly především duby a buky, které sloužily jako zdroj žaludů a bukvic pro domácí zvířata, která se ve středních lesích pásala, a posléze, když dorostly do požadované velikosti, také jako stavební dřevo (Montes et al., 2004; Kadavý et al., 2011a). V nížinách střední Evropy se jako výstavky ponechávaly především duby (Altman et al., 2013).

Díky etážovitému uspořádání, vyššímu věku a členitosti výstavků, poskytuje střední les větší mozaiku biotopů než les nízký (Van Calster et al., 2007). Střední les s dubovými výstavky je zachycen na obrázku č. 2.

Jako synonyma pro označení středního a nízkého lesa se tradičně používají výrazy výmladkový les, pařezina či světlý les.



Obr. 2: Střední les s dubovými výstavky. Převzato z Altman et al, 2013; foto R. Hédľ.

3. Management

3.1 Obecná charakteristika

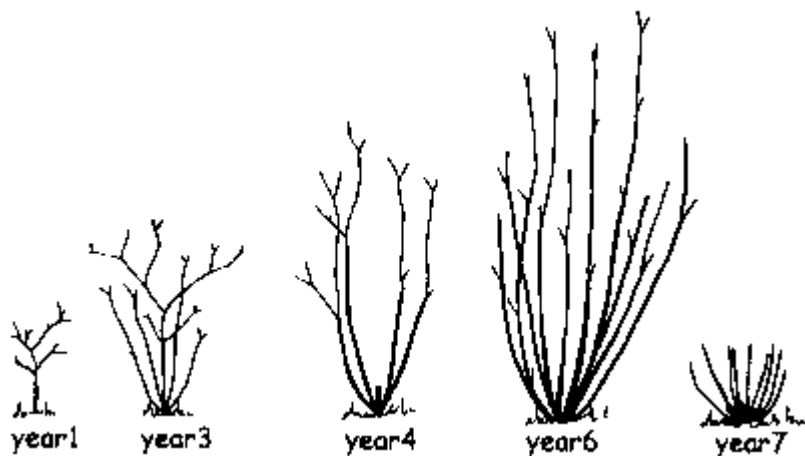
Typ hospodaření v lesním ekosystému přímo či nepřímo ovlivňuje či určuje podmínky, strukturu i diverzitu života v něm. Majitel lesa musí brát ohled na mnoho faktorů a pravidel, která si často lehce protiřečí. Na jedné straně pěstuje les kvůli hmotnému zisku, tudíž musí být schopen zajistit trvalou produkci dřevní hmoty, metodiku těžby i následnou obnovu lesa tak, aby celkové výdaje nepřekročily zisk z prodeje dřeva. Těmto požadavkům nejlépe vyhovuje vysokokmenná monokultura rychle rostoucích dřevin, nejčastěji smrků. Na druhé straně je však povinen zajistit i ostatní funkce lesa, kam spadá i ochrana biodiverzity (Hardtle et al., 2003). Zde narážíme na kritické místo, kde se střetává ekonomika produkce s ochranou přírody. Druhovou rozmanitost podporuje heterogenní krajina s množstvím habitatů. Tyto požadavky splňuje mimo jiné tradiční lesnický management, jako je pařezení (Evans et Barkham, 1992). Nutno dodat, že nové vědecké poznatky o fungování a ochraně biodiverzity v nízkých a středních lesích zásadně ovlivňují moderní trendy v managementu těchto oblastí (Johann, 2007).

Management pařezin je založený na výmladné schopnosti dřevin. Stromy se pokácí několik desítek centimetrů nad zemí, takže se na pasece ponechají vyšší pařezy. Z nich pak vyrůstá několik prutů, které v novém cyklu dorůstají v nové kmeny. Vzniká tak typický tvar výmladného stromu, tzv. polykormon, vyznačující se větším počtem slabých kmenů vyrůstajících z jednoho místa a majících jeden kořenový systém (Baeten et al., 2009; Janík et al., 2007). Větší plochy lesa se mýtí obvykle v zimním období nebo brzy z jara (Cooke et Lakhani, 1996).

Misra et al. (1995) ve své studii upozorňují na nižší produkci výmladků, pokud jsou pařezy příliš vysoké. Maximum výmladných prutů podle nich vyrůstá z pařezů vysokých přibližně 30-40 cm. U nižších pařezů se zvyšovala mortalita prutů.

Pařezy po seči obráží z dormantních pupenů u jejich báze (pařezová výmladnost), v některých případech může dojít k tzv. kořenové výmladnosti, kdy nové výhony vyrůstají přímo z kořenového systému (Baeten et al., 2009). Typickým druhem, zmlazujícím především kořenovými výmladky, je v jižních oblastech Evropy *Quercus pyrenaica* (Montes et al., 2004).

Seče se provádí cyklicky, vždy v intervalu několika let. Díky tomu je stromům zamezeno dorůst do větší velikosti a šířky kmene a uzavřít korunový zápoj. Na jaře se často v pařezinách pálí větší uschlé větve (Hansson, 2001). Cyklus růstu a seči výmladkového lesa znázorňuje obr. 3.



Obr. 3: cyklus dorůstání lesa po seči (year 1 až 6) a následné smýcení, kdy jsou ponechány jen vyšší pařezy (year 7). Převzato z www.allotmentforestry.com (12.4.2013).

Většina periodických sečí probíhá tak, že je výmladkový les rozčleněn do kompartmentů, obvykle menších než 2 ha.

Doba obmýetí na takovýchto rozčleněných plochách se pohybuje od pěti do více než třiceti let. U středních lesů, kde se při každé seči ponechává několik dospělých jedinců jako výstavky, je doba obmýetí těchto výstavků výrazně delší (Buckley, 1992; Peterken, 1996; Baeten et al., 2009; Kadavý et al., 2011a).

Určit správnou dobu obmýetí je z pohledu lesníka kritický faktor, protože po určitém roce produkce rapidně klesá (Misra et al., 1995). Obvyklá délka jednoho cyklu se pohybuje mezi 10 a 30 roky (Van Calster et al., 2008a), Bartha et al. (2008) uvádí 25 – 30 let. Seč v dubových porostech se podle Jansena et Kuipera (2004) provádí každých 10 – 15 let, u jasanu je doba obmýetí kratší, obvykle se pohybuje mezi 5 až 10 roky v závislosti na kvalitě stanoviště.

Výstavky se obvykle ponechávají růst po dobu tří až čtyř mýtních cyklů pařeziny pod nimi, poté se odtěží a nahradí novými jedinci.

Dřevo z výstavků se využívá ve stavebnictví; vzhledem k výkupním cenám stavebního dřeva v minulosti i nyní je pro vlastníka malého lesa ekonomicky výhodnější střední tvar lesa než klasická pařezina bez výstavků (Van Claster et al., 2008). Také Montes et al. (2004)

poukazují ve své studii na vysokou hodnotu výstavků, jak z ekonomického, tak ekosystémového pohledu.

V některých světlých lesích, především v mediteránních oblastech, probíhá během jednoho mýtního cyklu ještě probírka dřeva, což napomáhá snižování rizika požárů a udržení světlejších podmínek v podrostu; na druhou stranu ovšem probírka snižuje heterogenitu porostu (Montes et al., 2004). To má negativní vliv na bylinnou diverzitu, která je heterogenitou stanoviště přímo ovlivněna (Burnett et al., 1998).

Z ekonomického hlediska je výmladkový management velice intenzivní a pracný typ obhospodařování lesa, u kterého jsou výdělky obecně nižší než u vysoké kmenoviny, čímž je podmíněna i neochota menších vlastníků převádět své vysokokmenné lesní porosty na pařeziny (Jansen et Kuiper, 2004).

3.2 Druhov^á skladba používaných dřevin

Druhy stromů, které jsou v lese přítomny ovlivňují nejen produkci a následný zisk, ale především chemismus půdy, humusovou vrstvu, množství opadu a následně složení podrostní vegetace (Strandberg et al., 2005, Brunet et al., 1996).

Ve středním lese, tvořeném dvěma etážemi, je třeba brát zřetel na menší množství světla, které dopadá do spodní etáže. Vysazují se zde proto převážně dřeviny tolerující zástin a mající zároveň dobrou výmladnost; především lípy (*Tilia* sp.), javory (*Acer* sp.), jilmy (*Ulmus* sp.) a habr (*Carpinus* sp.), méně se zde pěstují na světlo náročnější druhy jako duby (*Quercus* sp.), olše (*Alnus* sp.) nebo jasan (*Fraxinus* sp.).

Mezi nejčastější dřeviny horní etáže patří hospodářsky hodnotný javor (*Acer* sp.), jilm (*Ulmus* sp.), třešeň (*Prunus* sp.), modřín (*Larix decidua*), topol (*Populus* sp.), jeřáb (*Sorbus torminalis*), bříza (*Betula pendula*) a některé druhy dubů (*Q. petraea*, *Q. robur*) (Kadavý et al., 2011a; Jansen et Kuiper, 2004; Van der Werf, 1991).

V nízkých lesích není potřeba vysazovat dřeviny tolerující zástin, neboť jsou tvořeny jen jednou etáží. V jižní Evropě se nejčastěji pěstují různé druhy dubů, na západě Evropy lísky (*Corylus avellana*) a topoly (*Populus* sp.) (Hansson, 2001; Faasch et Patenaud, 2012).

V České republice se jako výmladná dřevina používá např. habr (*Carpinus betulus*) a dub (*Quercus petraea*), v intenzivněji využívaných plantážích např. topol (*Populus* sp.) (Kadavý et al., 2011a).

3.3 Coppice selection system

Značně specifickým typem výmladkového managementu je tzv. „coppice selection system“. Jedná se o způsob hospodaření v lesích ve středních a vyšších polohách, kdy seč neprobíhá plošně, ale z polykormonu se odstraní jen určitý počet nejsilnějších kmenů. Zároveň se zde ponechává vyšší počet výstavků, obvykle od padesáti do stopadesáti kusů na hektar. Doba obmýtí takovéto pařeziny se pohybuje od osmi do dvanácti let. Využití i diverzita těchto pařezin se od tradičních výmladků příliš neliší. Dodnes se zachoval např. v Itálii, Francii nebo ve Švédsku. Nejčastěji se v těchto lesích nachází *Populus tremula*, *Betula pendula* a *Betula pubescens*, v Itálii a Francii převažuje *Fagus sylvatica*. V horských oblastech Itálie, kde je *Fagus sylvatica* rozšířen přirozeně, nazývají místní lidé tento způsob hospodaření „ceduo a sterzo“, čili něco jako „řízení či ovládání podrostu“. (Coppini et Hermanin, 2007)

3.4 Moderní management

Tradičně se nízké a střední lesy, díky tomu, že byly ve vlastnictví soukromých vlastníků, pěstovaly na menších plochách. V dnešní době však již existují firmy zabývající se produkcí dřevní biomasy ve velkém. Vznikají tak souvislé porosty výmladkových lesů na velké ploše. Přestože je zde α -diverzita díky podobným podmínkám jako na malé škále stále relativně vysoká, jedná se o monokulturní plantáže, snižující heterogenitu krajiny, pokud je jejich rozloha příliš velká (Faasch et Patenaud, 2012).

Pro velké firmy, vlastníci lesní pozemky za účelem produkce dřevní masy, není klasický vysokokmenný management příliš atraktivním řešením. Specializují-li se na produkci dřeva pro spalování a výrobu energie, je pro ně velice důležitý rychlý růst pěstovaných dřevin, který u klasického vysokého lesa zpomaluje nutnost rozvoje nového kořenového systému stromů zasazených po mýtní těžbě. To je důvod, proč je v tomto případě výhodnější využít výmladného způsobu hospodaření (Liberloo et al., 2004). Pro účely produkce biomasy se proto v mnoha zemích zavedly tzv. „short-rotation-coppices“ (SRC) plantáže.

SRC plantáže fungují s velice krátkou dobou obmýtí (obvykle 2 až 5 let) a mohou tudíž nabídnout jen velice slabé sortimenty. Mají výbornou schopnost produkovat za velice krátký čas obrovské množství biomasy (Liberloo et al., 2004). V západní Evropě je pěstují

jako rychlý zdroj obnovitelné energie (Faasch et Patenaud, 2012). V některých zemích, např. v Itálii nebo v Indii tyto plantáže poskytují až třetinu celkové biomasy využívané pro výrobu energií (Tewari et al., 2004).

Jedna plantáž je využívána maximálně 30 let, poté je buď ponechána ladem, nebo rekultivována. SRC porosty jsou však ekonomicky výhodné pouze v oblastech s minimálně středně úrodnou půdou, neboť v oblastech chudých na živiny stromy nezmlazují ani nepřirůstají tak rychle, aby se tento management vyplatil (Faasch et Patenaud, 2012).

Nejčastěji používanými dřevinami pro tento typ plantáží jsou *Populus* sp., *Salix* sp. a *Miscanthus* sp. (Faasch et Patenaud, 2012) nebo *Leucaena* sp. či *Vitex* sp. (Tewari et al., 2004).

Mimo typické pařezinové rostlinné druhy se zde vyskytují druhy vázané na stanoviště s vysokou frekvencí disturbancí. Tyto plantáže zvyšují biodiverzitu v jinak homogenní zemědělské krajině. Podle studie Baum et al. (2012a) α -diversita malé SRC plantáže (menší než 10 ha) přispívá ke zvyšování γ -diverzity na větší krajinné škále. Naopak příliš velká plocha SRC porostů může diverzitu heterogenní krajiny snižovat, protože se jedná o klasickou monokulturu s malou nabídkou habitatů. Toto neplatí v homogenní krajině, kde i obrovská SRC plantáž může γ -diverzitu zvýšit.

Jiná studie stejného výzkumného týmu ukazuje, že věk SRC plantáže ovlivňuje složení rostlinných druhů, přestože se jejich celkový počet s přibývajícím věkem porostu již nijak zásadně nemění (Baum et al., 2012b).

Největší SRC plantáže se vyskytují ve Švédsku, Polsku, Británii, Itálii, Belgii a v některých zemích USA (Gasol et al., 2010).

4. Diverzita nízkých a středních lesů

Biodiverzita nízkých a středních lesů je dnes velice často diskutovaný problém. Není překvapením, že management lesů má na složení vegetace a počet druhů obrovský vliv (Van Calster, 2008a). Četné studie (např. Iida et Nakashizuka, 1995; Rogers et al., 2008; Baum et al., 2012b) dokazují, že diverzita těchto tvarů lesa je vyšší, než by byla v případě vysokokmenného či zcela neobhospodařovaného lesa. Největší diverzitu přitom vykazuje přízemní patro lesa (Gilliam et Frank, 2007). Nachází se zde větší počet druhů cévnatých rostlin (Van der Werf, 1991; Van Calster et al., 2008a), ptáků (Fuller et Henderson,

1992) i bezobratlých (Feber et al., 2001; Konvička et al., 2004). Pařezení tudíž řada zemí na celém světě využívá jako prostředek k ochraně biodiverzity (Joys et al., 2004).

4.1 Světlo a struktura

Jednou z hlavních příčin výše zmíněného fenoménu je množství světla, dopadajícího do podrostu, čili světlý charakter nízkého a středního lesa (Strandberg, 2005). Bylinné patro je distribucí a množstvím světla silně ovlivněno (Kirby et Thomas, 2000). Větší distribuce slunečního záření do podrostu je způsobena krátkou dobou obmýtí a rychlým postupem sečí, které zabraňují stromům dorůst do větší velikosti a vytvořit tak hustý korunový zápoj (Van der Werf, 1991; Kadavý et al., 2011a). Navíc se intenzita světla ještě zvyšuje po každé seči, vždy v pravidelných několikaletých intervalech (Ash et Barkham, 1976). To má za následek periodické zvýšení diverzity a podmínky pro boom některých populací heliofilních druhů (Van Calster et al., 2008c). To, že je v podrostu nízkých a středních lesů dostatek světla, má za následek i to, že některé druhy otevřených stanovišť pravidelně rozkvétají až během června a července, přestože v zapojených lesích kvetou na jaře ještě před olistěním korun stromů (Ash et Barkham, 1976). Navíc některé rostliny, např. *Cardamine pratensis*, *Geum urbanum* nebo *Primula elatior* reagují na vyšší distribuci světla zvýšenou tvorbou květů (Van Calster et al., 2008c).

S postupným růstem nového lesa a uzavíráním zápoje se analogicky snižuje i množství světla dopadajícího na bylinné patro. Obvykle 6 až 8 let po seči nastává výrazný pokles počtu druhů rostlin i živočichů, který bezprostředně po těžbě vzrostl (Ash et Barkham, 1976; Fuller et Moreton, 1987; Joys et al., 2004). Podle Joyse et al. (2004) amplituda tohoto trendu závisí na počtu výstavků ponechaných po těžbě. Naopak Van der Werf (1991) tvrdí, že výstavky ve středním lese mají na přízemní vegetaci minimální dopad.

Vliv na diverzitu podrostu má i průběžná probírka kmenů. Po každém smýcení stromu se zvyšuje intenzita radiace v porostním gapu a tudíž i počet či abundance bylinných druhů (Hardtle et al., 2003).

Dalo by se říct, že management výmladkových lesů tvoří jakýsi umělý režim pravidelně se opakujících disturbancí způsobených člověkem, jehož vliv na ekosystém je nezanedbatelný (Joys et al., 2004; Nagaike et al., 2003; Altman et al., 2013); zdá se, že průměrná dlouhodobá skladba vegetace v lesích závisí mj. na dominantním disturbačním režimu v daném ekosystému (Roberts, 2004); také Gimmi et al. (2008) potvrzuje, že antropogenní narušování přirozeného vývoje lesních ekosystémů je díky své dlouhé historii

odpovědné za složení a distribuci vegetace a ovlivňuje i biochemické cykly v dané oblasti. V aktivně obhospodařovaném lese je větší zastoupení disturbance tolerujících druhů stromů i bylin, přičemž vliv managementu je nejsilnější v případě složení bylinného patra (Nagaike et al., 2003). Stejně tak momentální celková struktura lesa je výrazně ovlivněna intenzitou a frekvencí disturbancí v minulosti.

Upuštění od managementu znamená snížení počtu i frekvence disturbancí, a tedy zapojení korun stromů (Strandberg et al., 2005). Autoři ve své studii dále uvádí, že na plochách, kde nebyl provozován žádný management, dopadalo do podrostu minimální množství světla a druhová diverzita zde byla velice nízká. V dubových porostech blízko vodního toku taková stanoviště byla navíc silně podzolizovaná.

Management také může v některých případech snižovat dominantní postavení určitých druhů dřevin; provádění sečí v bukovém lese umožňuje zmlazovat i jiným druhům stromů a potlačit tak dominanci buku (Van der Werf, 1991; Nagaike et al., 2003). V asijských zemích naopak řeší problém obrovského boomu semenáčků bambusu po seči, což v krajních případech může vést k inhibici opětovného růstu lesa. Po mechanickém odstranění větší části mladého bambusu byly stromy opět schopny zmlazovat (Nagaike et al., 1999).

Dalšími příčinami vysoké diverzity je mozaikovitá struktura porostu díky různě starým mýtním kompartmentům a struktuře etází, a kontinuální přechod mezi jednotlivými typy habitatů (Evans et Barkham, 1992). Struktura stanoviště je jeden z hlavních faktorů ovlivňujících druhovou diverzitu bylinného patra (Nagaike et al., 2003). Při hodnocení biodiverzity pak musíme brát zřetel na celkovou velikost aktivně obhospodařované pařeziny, velikost konkrétního stanoviště a hustotu právě smýcených úseků, stejně jako na denzitu stromů a křovin na dané ploše (Iida et Nakashizuka, 1995; Nagaike et al., 1999).

V Japonsku byla většina nízkých lesů v minulosti silně fragmentovaná, což má za následek převahu anemochorních a ornitochorních druhů a úbytek vzácných druhů rostlin (Iida et Nakashizuka, 1995).

Abundance rostlinných druhů závisí na stadiu rozvoje pařeziny; rozlišujeme tři stadia rozvoje: časné, střední a pozdní (Ito et al., 2012).

Několik studií poukazuje na fakt, že v aktivně managovaných pařezinách je abundance druhů vyšší než v opuštěných, stejně tak je vyšší v časném a středním stadiu rozvoje po seči (Ito et al., 2012; Iida et Nakashizuka, 1995; Bartha et al., 2008).

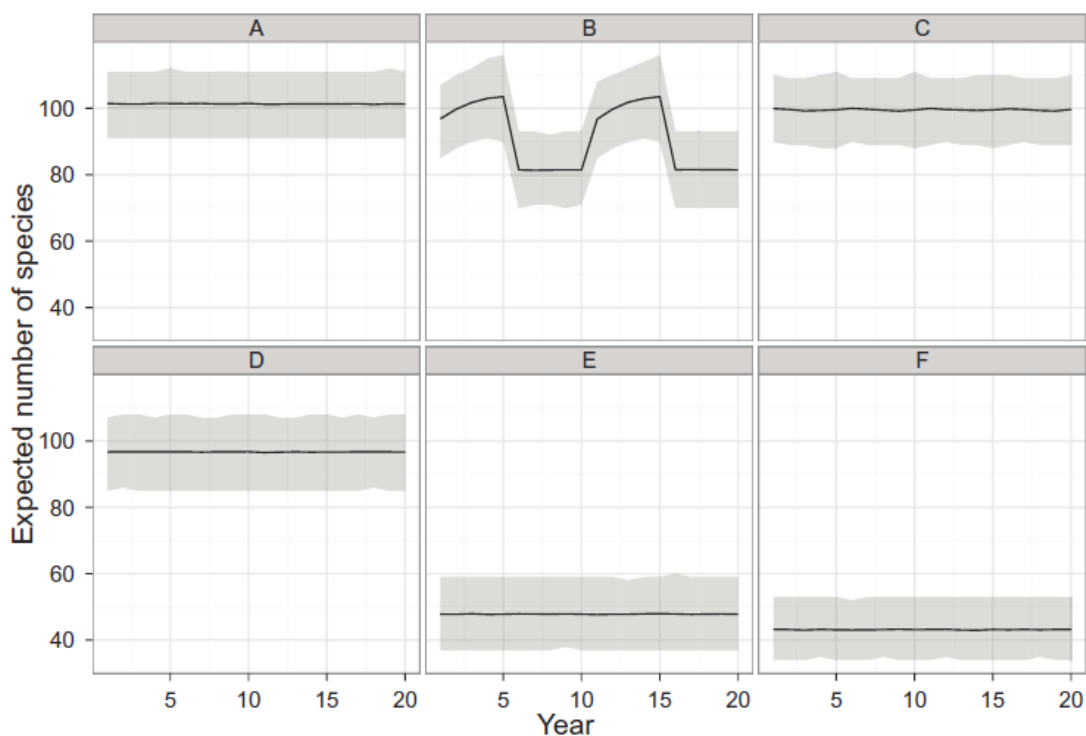
Podle studie Masona et Macdonalda (2002) abundance i diverzita kulminují třetí rok po smýcení. Těsně po smýcení nastává vzestup abundancí téměř všech bylin v podrostu.

S postupem času dochází k úpadku abundancí, případně diverzity. *Ranunculus ficaria*, *Adoxa moschatellina*, *Veronica montana* nebo *Circaea lutetiana* snižují své početnosti přibližně třetí až čtvrtý rok po seči. Naopak *Euphorbia amygdaloides* třetí a čtvrtý rok kulminuje, ale poté se úplně vytrácí. *Rubus fruticosus* agg. má nejvyšší abundance pátý rok a k jejich snižování dochází od devátého roku po seči. Trávy jako *Holcus mollis* nebo *Poa nemoralis* se objevují třetí rok po smýcení a jejich početnost je pak již téměř konstantní. *Lonicera periclymenum* a *Teucrium scorodonia* mají svůj peak druhý rok a poté jejich počty rychle klesají.

Nicméně v dubových pařezinách je nejvyšší diverzita rostlinných druhů, stejně jako největší dostupnost živin, až ve středním stadiu rozvoje lesa (Strandberg et al., 2005).

Ash et Barkham (1976) uvádí, že stadium pařeziny má vliv i na dominantní formu bylin; první rok po seči vykvétají jednoleté rostliny, druhý rok dvouleté, které jsou zastoupeny v semenné bance, a třetí rok už nejsou tak časté. Třetí rok pak v pařezině vyrůstají druhy otevřených habitatů, jako jsou např. *Arctium minus*, *Cirsium arvense*, *Epilobium hirsutum*, *Hypericum perforatum* nebo *Chamaenerion angustifolium*.

Abundance druhů a diverzita ovšem nezávisí pouze na době od poslední seče, ale i na způsobu, jakým seč provádíme. Na obrázku č. 4 jsou grafy ukazující počty druhů na šesti různých stanovištích s šesti různými způsoby výmladkového managementu (Ito et al., 2012).



Obr. 4: Počty druhů v závislosti na typu managementu v pařezině: (A) každý rok byl odstraněn každý desátý strom, (B) každý desátý rok byly odstraněny všechny stromy, (C) každý pátý rok byl odstraněn každý druhý strom, (D) každý rok byly odstraněny všechny stromy, (E) opuštěný listnatý les: bez managementu, (F) opuštěný jehličnatý les: bez managementu. (Ito et al., 2012)

Absence managementu způsobuje radikální pokles abundancí druhů i diverzity především vlivem snížené distribuce světla do podrostu (Bartha et al., 2008). Většina výmladkových lesů s aktivním managementem je dnes obhospodařována jen z důvodu ochrany biodiverzity a stanovišť (Feber et al., 2001; Peterken, 1993).

Existují i jiné typy managementů než je pařezení, které les prosvětlí natolik, že se zde začnou objevovat světlinové druhy organismů. Jedná se např. o výběrovou těžbu pod zápojem; po odstranění určitého procenta stromů se podmínky v podrostu, alespoň co se přisunu světla týče, začínají podobat těm v pařezinách. Tento druh těžby však nikdy nemá na vegetaci bylinného patra tak zásadní vliv (Nagaike et al., 1999).

4.2 Ostatní faktory

Vedle výše zmíněného světla a struktury porostu působí management lesních ekosystémů na množství dalších faktorů. Tím, jak ovlivňuje konkrétně výmladkové hospodaření abiotické a biotické podmínky v lese, se budeme zabývat v této kapitole.

Management v pařezinách, jako je doba obmýtí, hustota výstavků, celková velikost lesa, rozložení mýtních kompartmentů nebo druhové složení stromů, razantně ovlivňuje pH půdy, množství a kvalitu mrtvého dřeva, kvalitu opadu, rychlost dekompozice, míru kompetice, predace, mikrobiální aktivitu v půdě atd., což má následně dopad nejen na korunový zápoj, hustotu a strukturu křovin v podrostu a rychlost opětovného růstu lesa, ale i na diverzitu přizemní vegetace (Sayer, 2006; Joys et al., 2004; Altman et al., 2013).

4.2.1 Abiotické podmínky

Pařezení, vedle primárního ovlivnění světelných podmínek, o kterých již bylo pojednáno v předchozí kapitole 4.1, především výrazně zasahuje do cyklu živin v ekosystému, neboť se vyznačuje pravidelným odebíráním produkované biomasy v mnohem větší míře, než je tomu u klasické vysoké kmenoviny (Strandberg et al., 2005). Tento efekt se ještě zvyšuje, probíhá-li k tomu v lese pravidelná nebo sezónní lesní pastva. Jen v některých lesích, kde se na jaře spalují suché větve, se alespoň malá část živin vrátí do oběhu.

V aktivně obhospodařovaných výmladkových lesích periodicky kolísá teplota půdy (Altman et al., 2013); vždy po provedení seče letní teplota půdy stoupá přibližně o 3 – 4 °C, a

po čtvrtém až šestém roce, když se zápoj začíná uzavírat, bývá chladnější (Mason et Macdonald, 2002).

4.2.2 Biotické podmínky obecně

Cyklické mýcení lesa, tedy odebírání nejzdatnějších jedinců stromů či jejich částí, má za následek nižší míru kompetice, což ovlivňuje nejen podrostní vegetaci, ale také ponechané výstavky. Altman et al. (2013) pomocí dendroekologických metod zjistili, že v letech po seči rostou výstavky mnohem rychleji, než je tomu v době před mýcením, kdy jsou stromy spodní etáže již relativně dorostlé. Navíc mají tendence se v nově otevřeném prostoru více větvit a růst do šířky, což jim před sečí konkurenční stromy neumožňovaly.

Dalším přínosem managementu je možné zastavení či zpomalení šíření invazních druhů, které se podle Hanssona (2001) v aktivně managovaných pařezinách nevyskytují v takové míře jako v lesích bez managementu.

4.2.3 Herbivoři

Herbivorní organismy jsou nedílnou součástí všech lesních ekosystémů. Samozřejmostí je, že na prostředí, ve kterém se vyskytují, mají určitý vliv. Jak intenzivně na lesní ekosystém působí, závisí zejména na velikostech jejich populací, struktuře a typu daného stanoviště (Kirby, 2001).

Nízké a střední lesy poskytují ideální podmínky pro výskyt vysoké zvěře, jako jsou např. jeleni nebo mufloni (Ratcliffe, 1992). Jejich výskyt způsobuje mnohdy výrazné změny v okolním prostředí. Existuje mnoho studií, které potvrzují, že výskyt kopytníků má na strukturu lesní vegetace velký vliv (Vera, 2000; Kirbi, 2001; Joys et al., 2004; Kirbi et Thomas, 2000 aj.). Schopnost opětovného růstu lesa po seči může být vysokou denzitou kopytníků narušena či zpomalena (Joys et al., 2004).

Nejedná se přitom jen o volně žijící zvířata. V nízkých, a hlavně ve středních lesích, kde se díky žaludům a bukvicím z výstavků nacházela hojnost potravy, byla běžným jevem lesní pastva, která zde probíhala především na konci léta a na podzim (Hansson, 2001).

Lesní pastva snižuje hustotu podrostní vegetace a abundance některých rostlinných druhů, které v pařezinách bez vysokých stavů herbivorů vykazovaly abundance velice vysoké. Typicky se to týká např. rodu *Rubus* sp. (Kirby et Thomas, 2000).

Vliv spásání na hustotu podrostu se neprojevuje jen v bylinném patře, přítomnost herbivorních zvířat také razantně zpomaluje růst keřů, takže na přízemní vegetaci dopadá větší množství světla (Kirby, 2001).

Podle Joyse má větší vliv spásání vegetace v pařezinách s menším korunovým zápojem, pravděpodobně proto, že v takových oblastech je podrostní vegetace bohatší (Joys et al., 2004). Na některé konkurenčně slabší druhy má však pastva pozitivní vliv, takže v některých oblastech může diverzitu pařeziny zvyšovat. Co je však důležité, je pravidelné přerušování pastvy vždy na určitou dobu, aby mohl porost zregenerovat (Stradberg et al., 2005).

V případě opuštění lesa a zanechání managementu je průběh změn ve složení vegetace signifikantně odlišný v případě presence či absence kopytníků (Hédal et al., 2010).

4.2.4 Faktory nesouvisející s managementem

Bylinné patro je ovlivněno i dalšími faktory, než jsou ty, které bezprostředně souvisí s managementem pařeziny. Baeten et al. (2009) upozorňují na to, že vegetaci zejména evropských světlých lesů v posledních několika desítkách let výrazně ovlivňuje acidifikace půdy, což může lehce pozměnit trendy v její dynamice. Lameire et al. (2000) zase poukazují na zvyšující se koncentraci dusíku, způsobenou výrazně zvýšenou depozicí atmosférických spadů od počátku osmdesátých let a snížení vlhkosti v některých lesích. Vzhledem k tomu, že dusík a světlo byly v lesních ekosytémech do té doby považovány za limitující faktory (Ash et Barkham, 1976), stává se díky dostupnosti dusíku hlavním limitujícím zdrojem světlo, zejména ve středních lesích s delší dobou obmýtlí nebo s hustou spodní etáží v posledních letech před sečí (Lameire et al., 2000). Diverzita v pařezině je také silně ovlivněna parametry okolní krajiny, např. hustotou cestní sítě v blízkém okolí (Nagaike et al., 2003).

Dalo by se tedy říct, že vegetace výmladkových lesů je, vedle výše zmíněných, ovlivněna velkým množstvím dalších faktorů, které nelze všechny objevit či určit, natož je nějakým způsobem zobecnit či kvantifikovat. Přesto lze ukázat na ty hlavní, mezi které patří množství světla a heterogenní struktura nízkých a středních lesů.

4.3 Vazba organismů na nízké a střední lesy

Většina evropských lesů byla po staletí obhospodařována některým způsobem tradičního managementu (Van Calster et al., 2008c; Van der Werf, 1991). Vzhledem k tomu lze očekávat, že se vývin některých organismů uzpůsobil tomuto režimu.

Existuje celá řada světlomilných organismů, které žily převážně v těchto tvarech lesa a po upuštění od tohoto typu hospodaření jsou nyní na ústupu. Většina světlinových organismů se zde vyskytovala po většinu Holocénu, tudíž ještě předtím, než člověk odstratoval fragmentaci krajiny; z toho lze usuzovat, že již před příchodem člověka byl alespoň na určitých územích charakter lesů rozvolněný (Konvička et al., 2004).

Existují dvě hlavní teorie, „disturbační“ a Verova, vysvětlující přežívání světlomilných organismů v historické krajině Evropy, podrobněji se jimi budeme zabývat v kapitole č. 6.

4.4 Semenná banka

Diverzita nízkých a středních lesů kulminuje v několika málo letech po porození sečí, neboť se náhle a výrazně zvyšuje přísun slunečního záření v podrostu. Díky tomuto fenoménu se zde objevují i heliofilní druhy rostlin, které v dalších letech, kdy je pro ně zápoj příliš hustý, mizí. Jejich semena však v období nepříznivých podmínek přetrvávají v půdě, kde vyčkávají na další seč, která opět odstartuje jejich růst. Druhy se zastoupením v semenné bance tvoří velkou část pařezinové flóry (Van Calster et al., 2008b).

Pravidelné a časté seče prutníků tedy vytváří vhodné podmínky pro výskyt semenné banky, díky čemuž se zde většina druhů udrží i v době nepříznivých podmínek (Ash and Barkham, 1976). Největší zastoupení zde mají druhy se semeny menší hmotnosti a delší životnosti (Van Calster et al., 2008b).

V lesích, kde probíhá aktivní management, je semenná banka bohatší, než v lesích, kde žádný management neprobíhá (Brunet et al., 1996). S opětovnou intenzifikací managementu se rostlinné druhy ze semenné banky objevují zpět v bylinném patře (Brunet et al., 1996). Čím delší doba uplynula od poslední disturbance (seče), tím méně semen je v semenné bance schopných vyklíčit (Van Calster et al., 2008b). Opuštění obhospodařovaného lesa na dobu delší než 50 let může znamenat ztrátu podstatné části semenné banky (Brown et Warr, 1992).

4.5 Vegetace nízkých a středních lesů

Vegetace nízkého a středního lesa je natolik specifická, že byla v minulosti řazena do jedné souhrnné asociace (Van der Werf, 1991).

Van der Werf (1991) ve své studii rozděluje vegetaci světlých lesů podle půdních a klimatických podmínek do několika hlavních skupin:

1) Na jílovitých půdách bohatých na živiny, vzniklých zvětráváním vápencových hornin, se vyskytuje asociace *Melico-Fagetum*; pokud je nahrazena výmladkovým lesem, jedná se většinou o formaci *Quercus-Carpinetum* (nověji *Stellario-Carpinetum*) s dominantními druhy *Quercus robur* a *Carpinus betulus*. Tento typ lesa se vyskytuje na vlhčích půdách.

2) Na mělkých vápennatých půdách, jako je rendzina, se nachází *Carici-Fagetum*; jeho substituční asociace ve výmladkovém lese je *Quercus-Carpinetum orchidetosum*.

3) Na chudých kyselých půdách kolinního stupně je velmi častá asociace *Luzulo-Fagetum*, kterou ve výmladkové alternativě nahrazuje *Quercus petraeae-Betuletum*. *Quercus petraea* ovšem může nahradit *Fagus sylvatica* jen do 600 m n. m., kvůli nevhodnému klimatu pro jeho růst ve vyšších polohách.

V aktivně obhospodařovaných pařezinách se vyskytují hlavně světlomilné druhy rostlin (Ito et al., 2012).

Jako příklad můžeme jmenovat *Lonicera periclymenum* L., *Ajuga reptans* L. a *Paris quadrifolia* či *Anemone nemorosa* (Baeten et al., 2009). Nízké a střední lesy jsou taktéž velice bohaté na jarní aspekt (Hansson, 2001).

Mezi flóru, která vykazuje signifikantní afinitu k výmladkovému režimu, dále patří z běžných druhů např. *Betula pendula*, *B. pubescens*, *Carpinus betulus*, *Corylus avellana*, *Crataegus laevigata*, *C. monogyna*, *Populus tremula*, *Prunus avium*, *P. spinosa*, *Quercus petraea*, *Q. robur*, *Salix caprea*, *Senecio fuschii*, *Sorbus aucuparia*; z druhů preferujících otevřenější stanoviště *Hieracium laevigatum*, *Holcus mollis*, *Hypericum pulchrum*, *Luzula multiflora*, *Melampyrum pratense*, *Potentilla erecta*, *Deschampsia flexuosa*; z druhů preferujících bazičtější podklady, zejména vápence, jsou zde zastoupeny *Primula veris* a *Viola hirta*; z nitrofilních druhů pařeziny signifikantně preferují např. *Alliaria petiolata*, *Moehringia trinervia* nebo *Silene dioica* a z druhů vlhčích a na živiny bohatších stanovišť můžeme jmenovat *Paris quadrifolia* či *Primula elatior* (Van der Werf, 1991).

4.6 Ostatní organismy

Světlé a řídké lesy poskytují vyhovující biotop nejen pro rostliny, ale i pro mnoho druhů hmyzu, zejména ohrožených motýlů. Vyskytují se zde druhy jako *Parnassius mnemosyne*, *Lopinga achine*, *Leptidea morsei*, *Euphydryas maturna* či *Coenonympha hero* (Beneš et al., 2006).

Bohatství motýlích druhů roste analogicky s diverzitou bylinného patra, proto se většina těchto motýlů vyskytuje ve výmladkových lesích, kde je množství rostlinných druhů velice vysoké (Beneš et al., 2006). V době úpadku světlých lesů, přibližně před sto lety, byl zaznamenán i silný pokles v populacích těchto motýlů; dnes je většina z nich ohrožená (Beneš et al., 2006).

Z dalších druhů hmyzu, které jsou na výmladkové lesy vázané, můžeme jmenovat saproxylické brouky a zástupce z čeledi střevlíkovitých; druhy otevřených stanovišť obývají striktně lokality s managementem podporujícím velké množství světla v podrostu, neboť jejich larvy vyžadují osluněné mrtvé dřevo (Taboada et al., 2006). V zapojených vysokokmenných hospodářských lesích převažují pro tyto organismy zcela nevyhovující podmínky, jak z hlediska ponechávání mrtvého dřeva, tak jeho vystavení slunečnímu světlu. Naopak v nízkých a středních lesích, kde jsou po sečích ponechné odpadní větve vystavené slunečnímu záření, se mohou jejich larvy nerušeně vyvíjet.

Většina takovýchto druhů je navíc vázaná na podrostní bylinnou vegetaci, která jim slouží jako potravní zdroj pro různá vývojová stadia (Beneš et al., 2006; Taboada et al., 2006).

Nízké a střední lesy jsou mimořádně bohaté také na ptačí a savčí druhy, které zde nacházejí nepřeberné množství mikrohabitatů, úkrytů i potravních možností. Rozsah této práce je však omezený, proto se zde jimi podrobněji zabývat nebudu.

5. Ochrana pařezin jako unikátních biotopů

5.1. Přístup ke světlým lesům v minulosti a jeho následky

Na konci 19. století byla většina pařezin převedena na vysokokmenný les, neboť se změnila poptávka na trhu: díky technickému pokroku již obyvatelstvu přilehlých vesnic a měst nedělalo problémy zpracovávat i silnější dřevo. Navíc to byla doba, kdy byla většina

vysokokmenných lesů, poskytujících stavební dřevo, zcela vytěžena, a výstavky rostoucí ve středních lesích nebyly schopny pokrýt jeho vysokou poptávku (Van Calster et al., 2008a; Kadavý et al., 2011a). Marie Terezie, která v tomto období byla u moci, situaci řešila absolutním zákazem obchodování s výmladkovým dřevem na celém území našeho státu, čímž odstartovala plošné zanechávání hospodaření v nízkých a středních lesích (Lišková, 2007).

Většina pařezin nejen v Evropě byla opuštěna (Hansson, 2001) nebo převedena na vysokou kmenovinu s výraznou převahou jehličnanů, či rovnou jednodruhovému plantáži (Van Calster, 2007); tyto převody měly dalekosáhlý vliv na celý ekosystém světlých lesů (Nagaike et al., 2003; Rogers et al., 2008). V blízkosti velkých měst byl proces opouštění či převodů několikanásobně rychlejší než na venkově (Iida et Nakashizuka, 1995).

Dominantní křovinné porosty byly postupně nahrazeny vyšším stromovým patrem, druhová diverzita i abundance bylin, křovin i stromů signifikantně poklesly (Van Calster et al., 2008a; Van der Werf, 1991; Baeten et al., 2009). Nastal posun směrem k chudším a stín tolerantním společenstvům s převahou generalistů (Van Calster et al., 2008a), rostoucím v relativně chladnějších, vlhčích a na živiny bohatších podmínkách (Hédl et al., 2010). Změna managementu dále způsobila zhoršení kvality opadu (Van Calster et al., 2008a).

Lesy, které zůstaly pařezinami, byly natolik fragmentované, že i zde došlo k úbytku druhové rozmanitosti; plochy lesa se staly příliš malými, navíc vzdálenosti mezi nimi fungovaly jako spolehlivá migrační bariéra (Iida et Nakashizuka, 1995).

Tyto změny negativně ovlivňují citlivější druhy, jejichž populace po těchto událostech začínají slábnout (Van Calster et al., 2008a; Baeten et al., 2009). Obecně se dá říci, že po zastavení managementu ubývá druhů, které jsou vázané na vyšší přísun světla, větší heterogenitu biotopů a časté disturbance, a přibývá lesních druhů, které tolerují vyšší zástín. Čtyřicet až padesát let po poslední seči dosahuje pokles nelesních druhů až padesáti procent (Bartha et al., 2008).

Studie Van Calster et al. (2008a) také ukazuje, že vegetační změny závisí mimo jiné na druhové skladbě stromového porostu. Převody pařeziny na vysokokmenný les na chudých půdách s dominantním zastoupením buku (*Fagus sylvatica*) mají na podrostní vegetaci velmi negativní vliv, neboť bylinné patro stinné bučiny je relativně málo bohaté. Během zapojování korun zde silně poklesl celkový počet bylinných jedinců v podrostu a mnoho druhů zcela vymizelo.

Naopak dominantní výskyt dubu ve vysokém lese na chudých půdách má za následek daleko menší změny abiotických i biotických faktorů stanoviště (Van Calster et al., 2008a). I v zapojených vysokokmenných doubravách je diverzita bylinného patra vysoká, což může

vést k mylné domněnce, že převodem dubové pařeziny na vysoký les počet druhů neklesá tak rapidně. Srovnáme-li počet druhů zapojené doubravy s jinými vysokokmennými lesy, diverzita zde bude nesporně největší. Uděláme-li ovšem to samé i u pařeziny, zjistíme, že i zde je druhové zastoupení vyšší než u světlých lesů s jinými dominantními dřevinami. Pokles diverzity při převodu takového porostu je tedy stejně veliký, jako u jiných výmladků, ne-li větší (Taboada et al., 2006).

Na našem území se s fenoménem opouštění světlých doubrav a dubohabřin můžeme setkat například v národním parku Podyjí, kde armáda po druhé světové válce uzavřela celý kaňon Dyje jako pohraniční pásmo, čímž lidé ztratili možnost dále hospodařit v pařezinách na stráních kolem řeky; kvůli tomu zde výrazně poklesla diverzita a mnoho druhů odtud zmizelo (Janík et al., 2007).

5.2 Přístupy ke světlým lesům v současnosti

Bylinné patro temperátních listnatých lesů obsahuje velkou část celosvětové lesní diverzity (Roberts, 2004). Nízké a střední lesy jsou z hlediska těchto ekosystémů druhově nejbohatšími vůbec (Peterken et Game, 1984). Moderní lesní management již proto není jen o produkci dřeva, ale především o ekologické integritě, biodiverzitě a trvalé udržitelnosti hodnot takového ekosystému (Van Calster et al., 2008a). Ochrana těchto biotopů je tedy na místě, neboť se jedná o území s vysokou přírodní, historickou a kulturní hodnotou (Jansen et Kuiper, 2004). Také Strandberg et al. (2005) ve své studii potvrzuje, že management je v nízkém a středním lese nezbytnou součástí udržení stávajícího druhového bohatství.

5.2.1. Obnova výmladkového managementu

Vzhledem k nepopiratelným přírodním hodnotám výmladkových lesů se v posledních letech objevuje nejen v zemích Evropy moderní trend obnovování tradičního managementu v opuštěných pařezinách, příp. převody vysokokmenných lesů na pařeziny tam, kde se tyto dříve vyskytovaly (Buckley, 1992; Kadavý et al., 2011a). Hlavním důvodem je obnova druhového bohatství, které díky absenci hospodaření na daných územích výrazně pokleslo (Mason et Macdonald, 2002). Také podle Kirbiho (2001) je na místě znovu zavést management v případě, že nastal signifikantní pokles významných druhů dané oblasti, nebo se znatelně zmenšila diverzita lesa.

Existuje celá řada studií, popisujících, jak na změnu managementu reaguje bylinné patro lesa (Van Calster et al., 2008a; Mason et Macdonald, 2002; Van der Werf, 1991), o čemž již bylo pojednáno dříve v patřičných kapitolách.

Van Calster et al. (2008a) ve své studii poukazují na to, že za dlouhodobé změny v důsledku opětovného zavedení managementu v dříve opuštěných světlých lesích, je odpovědný opravdu především management, přestože na ekosystém působí i velké množství dalších faktorů, mimo jiné globální environmentální změny. Naopak Baeten et al. (2009) ve své studii tvrdí, že za změny ve složení vegetace může především acidifikace půdy. Tu má ovšem výmladkový management tendenci snižovat, zejména v oblastech s alkalickým podložím (Van der Werf, 1991).

V dnešní době je většina výmladkových lesů, nebo lesů, které lze díky své menší rozloze na pařezinu převést, ve vlastnictví soukromých osob, na rozdíl od vysokomenných porostů, které z větší části vlastní stát (Van der Werf, 1991). Je tedy jen na konkrétních majitelích, zda se rozhodnou pro zachování, případně zavedení pařeziny, ať už z hlediska ochrany biodiverzity nebo kvůli produkci lehce dostupného palivového dřeva.

V několika málo zemích Evropy poskytuje stát dotace na zavádění či obnovu výmladkového hospodaření na malé ploše, neboť si je vědom všech aspektů držení světlého lesa, jako jsou menší ekonomické výnosy nebo pracovní náročnost a z toho vyplývající neochota lesníků tento typ managementu provozovat, ale na druhé straně chápou výjimečnou přírodní a kulturní hodnotu takovýchto ekosystémů.

Objevují se dokonce případy zavádění pařezin na opuštěné zemědělské půdě. Existuje i dlouhodobá studie (Harmer et al., 2001), ve které nechali regenerovat les na zemědělské půdě přirozeným způsobem. Trvalo dvacet až třicet let, než se vytvořil korunový zápoj a mohlo se zde začít hospodařit, přičemž trvalý výskyt všech typických pařezinových populací rostlin by byl pravděpodobně pozorovatelný až o několik desítek let později.

5.2.2 Vybrané příklady

Různé typy výmladkového hospodaření dnes provozují desítky zemí po celém světě. Ať už se jedná o obrovské plantáže produkující množství dřevní biomasy, malé soukromé lesy obhospodařované tradičním způsobem pro vlastní potřebu, pařeziny v konkrétní cenné oblasti obnovené za účelem ochrany biodiverzity nebo lesy založené nějakou vědeckou skupinou za účelem dlouhodobých studií a výzkumů, vždy jde o podobný typ habitatů, který

je z hlediska celosvětového přírodního dědictví nepostradatelnou součástí lesních ekosystémů. Pojdme se nyní podívat na některé konkrétní případy světlých lesů a jimi se zabývajících studií.

V Japonsku existuje typ krajiny zvaný „*satoyama*“; jde o tradičně obhospodařovanou krajinu s množstvím pastvin, luk, úhorů a polí, menších rybníků a roztroušených obydlí a přístřešků, kde se nachází mimo jiné i nízké a střední lesy. Tento typ krajiny je chráněný vládou od doby tzv. „The second crisis“, která nastala na přelomu 20. a 21. století v Japonsku kvůli nadměrnému využívání přírodních zdrojů, environmentálním změnám, poklesu druhové bohatosti a přeměně habitatů vlivem opouštění od tradičního hospodaření (Morimoto, 2011). Jedná se o jeden z mála případů, kdy si je vláda plně vědoma nejen přírodních hodnot a pozitivních dopadů tradičního managementu na krajinu. Pařeziny výrazně přispívají k vysoké biodiverzitě těchto oblastí (Ito et al., 2012). V pravidelných intervalech jsou prosvětlovány, včetně křovinného patra; kvůli ochraně biodiverzity se tyto prořezávky provádí zásadně v zimním období, kdy je nejmenší riziko, že budou poškozeny rostliny přízemního patra (Iida et Nakashizuka, 1995).

Dalším příkladem země, kde vláda aktivně podporuje výmladkové hospodaření, je Nizozemí. Většina lesů (130000 ha) zde byla více než 150 let vedena jako pařeziny. Po průmyslovém převratu v 19. století jich ale většina byla převedena na vysokokmené porosty, díky čemuž klesla rozloha tradičně obhospodařovaných pařezin na pouhých 1500 ha. Dnes nizozemská vláda poskytuje menším vlastníkům lesů dotace na převody vysokých lesů zpět na výmladkový režim obhospodařování. Především jasanové pařeziny jsou v Nizozemí ochrannářsky preferované (Jansen et Kuiper, 2004).

Zároveň se zde objevuje tendence ponechávat některé původní staré výstavky v obnovovaných výmladkových lesích. Ty jsou dnes staré přibližně 200 let a hostí řadu druhů organismů z řad mechorostů, hub, ptáků, obojživelníků i hmyzu. Na krajinné škále tyto výstavky výrazně zvyšují biodiverzitu daného území, poskytují mikrohabitaty a tvoří nedílnou součást ve struktuře porostů (Jansen et Kuiper, 2004).

Také na území České Republiky v současné době funguje projekt zařazený do soustavy NATURA 2000 „Biodiversity and Management of Endangered and Protected Species in Coppices and Coppices-with-standards“ (TARMAG I). Jedná se o komplexní výzkum nízkých a středních lesů a dopadů jejich managementu na vzácné a ohrožené druhy organismů a biodiverzitu. Cílem projektu je pomoci navrhnout takový management, aby byla zachována vysoká diverzita těchto biotopů (Kadavý et al., 2011b).

6. Světlinové druhy před příchodem člověka

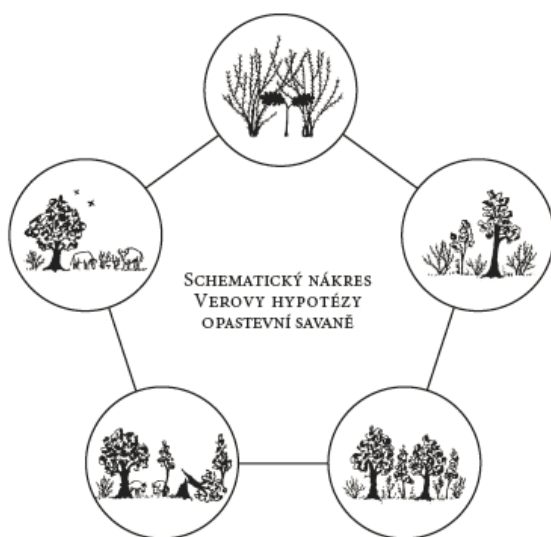
Před padesáti lety byl hromadně uznávaný názor, že holocénní evropské lesy tvořily husté, zapojené a souvislé porosty. Postupem času však byli vědci nuceni tento pohled přehodnotit, neboť nová paleoekologická data ukázala, že i v těchto dobách byly v Evropě v určité míře přítomny otevřené travnaté plochy (John et Birks, 2005).

Jak již bylo zmíněno výše, řada světlinových druhů zde žila po většinu Holocénu. Náhled na to, jak vypadala evropská krajina před tím, než člověk začal obhospodařovat lesy, a jak zde byly tyto druhy schopny přežít, nabízí dvě teorie. Obě se shodují, že lesy zde byly mnohem světlejší a rozvolněnější než dnešní vysoké lesy např. v Polabí (Konvička et al. 2004).

První je teorie vycházející z režimu disturbancí, které zabrání úplnému zapojení korun stromů. Vytvoří se tak mozaika světlin. Světlinové organismy potřebují radikální disturbance většího rozsahu, po jejímž působení se vytváří otevřená struktura s více či méně trvalým bezlesím a velkou pestrostí lemových habitatů. Takovéto disturbance mohou způsobit populační exploze světlinových organismů. Populace poté slábne až do okamžiku výskytu další disturbance v okolí. Může se jednat o větrné kalamity, požáry nebo povodně. Pokud po jedné disturbance, např. záplavě, začne působit další faktor, např. vítr, může se intenzita disturbance výrazně zvýšit. Mezi nejdůležitější činitele ovšem patří požáry. Nálezy zuhelnatělých zbytků v profilech dokazují, že v některých oblastech střední Evropy k nim docházelo v intervalu 250 let. Slabinou této teorie je fakt, že neznáme četnost ani frekvenci disturbancí, ke kterým v nížinných lesích docházelo (Konvička et al. 2004).

Druhou teorii, kterou se zde budeme zabývat, vyslovil Frans Vera (Vera, 2000). Byl to on, kdo se poprvé pokusil vyvrátit hypotézu o zapojeném hustém lese coby evropském holocénním klimaxu. Vycházel z poznatku, že dub, pokládáný díky nálezům pylových zrn z Holocénu za dominantní a klimaxovou dřevinu lesů v nížinách, nedokáže zmlazovat pod hustým zápojem ani v porostních gapech. Tvrdí, že velcí býložravci, nejdříve divocí a posléze domestikovaní, bránili okusem zapojení lesa na velkých plochách. Dřeviny jako dub a líska mohly zmlazovat pouze v trninách, kde býložravci neměli přístup. Poté, co strom vyrostl, zástin netolerující keře uhynuly. Vznikala tak mozaika travin, křovin a lesíků, které se postupně s úhynem nejstarších stromů opět měnily na bezlesí, neboť býložravci zabránily obnově lesa ze semen. Tento cyklus je znázorněn na obrázku č. 5. Přirozenou formací evropské krajiny by tedy byla spásaná savana.

Nicméně Mitchell (2005) testuje Verovu hypotézu a na základě svých výsledků z Dánska, Švédska a Irska navrhuje její zamítnutí.



Obr. 5: Dub klíčí mezi trnitými keři, které postupně zastíní. Vzniká háj s trnitým lemem a nejstaršími stromy uprostřed. Jejich odumření a pád uvolňuje plochu pro velké býložravce, kteří zabrání růstu lesa, ale trnitým křovinám se vyhýbají. Převzato z Konvička et al., 2004.

7. Projekt v NP Podyjí

Výmladkový management byl po staletí v hojné míře provozován i v České republice. Opuštěné výmladkové lesy můžeme najít např. na Pálavě, v Milovickém lese, Bílých Karpatech, na Soutoku nebo v Podyjí (Kadavý et al., 2011; Konvička et al., 2004; Beneš et al., 2006).

Právě v národním parku Podyjí probíhá od roku 2011 unikátní projekt pod vedením Lukáše Čížka z Entomologického ústavu BC AV ČR Brno. Na několika lokalitách zde byly vykáceny větší plochy lesa za účelem obnovy výmladkového hospodaření. Nyní několik výzkumných skupin sleduje reakce vybraných skupin organismů na nový typ managementu. Jedná se o komplexní projekt s účastí entomologů, herpetologů i botaniků. Momentálně se domlouvá připojení dalších týmů, aby výzkum pokryl co nejširší škálu organismů.

Spolu s mou školitelkou jsme se do tohoto projektu připojily v roce 2012 do týmu botaniků, který sleduje vývoj a změny vegetace na plochách s obnoveným managementem a faktory, které je ovlivňují. O výsledcích tohoto výzkumu bude pojednávat moje diplomová práce.

8. Závěr

Nízké a střední lesy představují unikátní, neuvěřitelně cenné a bohaté přírodní i kulturní dědictví. Jedná se o biotopy s velice specifickými abiotickými i biotickými podmínkami, které jsou způsobeny typem managementu. Díky tomu se jedná o místa s velmi bohatou diverzitou cévnatých rostlin, mečů, hmyzu, plazů, ptáků i savců.

Mezi nejzásadnější faktory, ovlivňující diverzitu nízkých a středních lesů, můžeme zařadit především světlý charakter a mozaikovitou strukturu porostu, lesní pastvu a pravidelné odebrání biomasy.

Za výše zmíněné faktory je odpovědný výmladkový management, využívající výmladné schopnosti dřevin, které jsou po seči schopny obrážet z dormantních pupenů na bázi pařezů. Po dosažení určitého věku se stromy porazí. Jelikož se nejčastěji mýtí mladé porosty, které tloušťkou kmenů nejlépe vyhovují účelům pěstování, nestihne se korunový zápoj rozvinout natolik, aby v podrostu vznikl větší stín, což vyhovuje širokému spektru rostlinných druhů. Po těžbě navíc dopadá na bylinné patro velké množství světla, což umožňuje dočasný výskyt heliofilních druhů rostlin. S postupným růstem lesa a uzavíráním zápoje světlomilné druhy mizí, ovšem jejich semena přetrvávají v semenné bance v půdě.

Pařeziny se často rozdělují na menší plochy, na kterých těžba nikdy neprobíhá současně, tudíž v lesním porostu vždy existují plochy právě smýcené, s vysokou distribucí slunečního záření, stejně jako plochy těsně před sečí, kde je zápoj nejvíce rozvinut. Nízké a střední lesy jsou tedy tvořeny mozaikou biotopů v různých stádiích rozvoje, což velkou měrou přispívá k jejich heterogenitě a tedy k druhové rozmanitosti daných území.

Pokud je výmladkový les ponechán ladem, diverzita v něm rapidně klesá. Po definitivním uzavření zápoje jsou zde pak dominantní druhově chudá, stín tolerantní společenstva vysokokmenných lesů. V některých oblastech se z důvodů ochrany biodiverzity výmladkový management znovu zavádí.

Existuje nepřeberné množství pohledů na ochranu nízkých a středních lesů a diverzity v nich. Velice důležité je položit si otázku, co vlastně chceme na daném území chránit. Pokud není předmětem ochrany přirozený vývoj ekosystému a společenstva, ale naopak biodiverzita lesa, který byl po dlouhou dobu obhospodařován, čili jsou druhy v něm rostoucí, případně žijící, vázány na stanoviště vniklá managementem, je jisté na místě pařezinu udržovat, či opětovně urychleně zavést.

Stává se však, že skalní příznivci bezzásahovosti v chráněných oblastech proti takovému přístupu mají mnoho námitek. Toto je u nás problém především ve zvláště chráněných územích a v prvních zónách národních parků, kde je bezzásahovost stanovená zákonem.

Nabízí se příklad z NP Podyjí: jedná se o oblast po staletí lidmi obhospodařovanou, kde dlouhou dobu převažovaly světlé lesy a tedy i vegetace na ně vázaná. Po druhé světové válce však armáda celou oblast uzavřela jako pohraniční pásmo. Lesy byly opuštěny a zápoj se začal uzavírat. V době, kdy byla v celém kaňonu Dyje vyhlášena chráněná krajinná oblast, a posléze národní park, rostl již v oblasti zapojený les. Vysoká diverzita se udržela na exponovaných skalních hranách kaňonu a několik populací světlinových druhů přežívalo v ekotonech na hranici lesa. Tato území byla pro své velké druhové bohatství vyhlášena jako první zóna národního parku. Až o několik let později si někteří lidé uvědomili, že důvodem vysoké diverzity byl výmladkový management a lesní pastva. Záchrana slábnoucích světlomilných populací již však v té době byla značně ztížena zařazením území do první zóny NP.

Na druhou stranu je nutné si uvědomit, že ani tato problematika není čistě černobílá. I bezzásahovostní režim má svá opodstatnění. Bezhlavě převádět všechny lesy na pařeziny, by bylo jistě nesmírně krátkozraké. Je tedy více než na místě udržovat v krajině jistou míru heterogenity, ať už se jedná o přirozeně se vyvíjející pralesy nebo tradičně obhospodařované lesy.

9. Literatura

- Altman, J., Hédli, R., Szabó, P., Mazůrek, P., Riedl, V., Müllerová, J., Kopecký, M. & Doležal, J. (2013): Tree-ring mirror management legacy: Dramatic response of standard oaks to past coppicing in Central Europe. *PLoS ONE* 8(2) e55770. doi: 10.1371/journal.pone.0055770
- Ash, J. E. & Barkham, J. P. (1976): Changes and variability in the field layer of a coppiced woodland in Norfolk, England. *Journal of Ecology* 64 (1976) 697-712
- Baeten, L., Bauwens, B., De Schrijver, A., De Keersmaecker, L., Van Calster, H., Vandekerckhove, K., Roelandt, B., Beeckman, H. & Verheyen, K. (2009): Herb layer changes (1954-2000) related to the conversion of coppice-with-standards forest and soil acidification. *Applied Vegetation science* 12 (2009) 187-197
- Bartha, S., Merolli, A., Campetella, G & Canullo, R. (2008): Changes of vascular plant diversity along a chronosequence of beech coppice stands, central Apennines, Italy. *Plant Biosystems* 142 (2008) 572-583
- Baum, S., Bolte, A & Weih, M. (2012)b: High value of short rotation coppice plantations for phytodiversity in rural landscapes. *Global Change Biology Bioenergy* 4 (2012) 728-738
- Baum, S., Bolte, A. & Weih, M. (2012)a: Short rotation coppice (SRC) plantations provide additional habitats for vascular plant species in agricultural mosaic landscape. *Bioenergy resources* 5 (2012) 573-583
- Beneš, J., Čížek, O., Dovala, J. & Konvička, M. (2006): Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovický Wood, Czech Republic. *Forest Ecology and Management* 237 (2006) 353-365
- Brown, A. H. P. & Warr, S. J. (1992): The effects of changing management on seed banks in ancient coppices. In: Buckley, G. P. (1992): *Ecology and management of coppice woodlands*. Chapman & Hall, London
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. (1996): Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests-effects of management and soil acidity during one decade. *Forest Ecology and Management* 88 (1996) 259-272
- Barkham, J. P. (1992): The effects of coppicing on the ground flora. In: Buckley, G. P. (1992): *Ecology and management of coppice woodlands*. Chapman & Hall, London
- Burnett, M. R., August, P. V., Broen, J. H. Jr. & Killingbeck, K. T. (1998): The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity I. – A patch-scale perspective. *Conservation Biology* 12 (1998) 363-370
- Cooke, A. S. & Lakhani, K. H. (1996): Damage to coppice regrowth by muntjac deer *Muntiacus reevesi* and protection with electric fencing. *Biological Conservation* 75 (1996) 231-238
- Coppini, M. & Hermanin, L. (2007): Restoration of selective beech coppices: A case study in the Apennines (Italy). *Forest Ecology and Management* 249 (2007) 18-27
- Evans, M. N. & Barkham, J. P. (1992): Coppicing and natural disturbance in temperate woodlands – a review. In: Buckley, G. P. (1992): *Ecology and Management of Coppice Woodlands*. Chapman & Hall
- Faasch, R. J. & Patenaud, G. (2012): The economics of short rotation coppice in Germany. *Biomass and Bioenergy* 45 (2012) 27-40
- Feber, R. E., Brereton, T. M., Warren, M. S. & Oates, M. (2001): The impacts of deer on woodland butterflies: the good, the bad and the complex. *Forestry* 74 (2001) 271-276
- Fuller, R. J. & Henderson, A. C. B. (1992): Distribution of breeding songbirds in Bradfield Woods, Suffolk, in relation to vegetation and coppice management. *Bird Study* 39 (1992) 73-88

- Fuller, R. J. & Moreton, B. D. (1987): Breeding bird populations of Kentish sweet chesnut (*Castanea sativa*) coppice in relation to age and structure of the coppice. *Journal of Applied Ecology* 24 (1987) 13-27
- Gasol, C. M., Brun, F., Mosso, A., Rieradevall, J. & Gabarell, X. (2010): Economic assessment and comparison of acacia energy crop with annual traditional crops in Southern Europe. *Energy Policy* 38 (2010) 592-597
- Gilliam, F. S. & Frank, S. (2007): The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. *Bioscience* 57 (2007) 845-858
- Gimby, U., Bürgi, M. & Stuber, M. (2008): Reconstructing Anthropogenic disturbance regimes in forest ecosystems: A case study from the Swiss Rhone Valley. *Ecosystems* 11 (2008) 113-124
- Hansson, L. (2001): Traditional management of forests: plant and bird community responses to alternative restoration of oak-hazel woodland in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 10 (2001) 1865-1873
- Härdtle, W., Von Oheimb, G. & Westphal, Ch. (2003): The effect of light and soil conditions on the species richness of the ground vegetation of deciduous forests in northern Germany (Schleswig-Holstein). *Forest Ecology and Management* 182 (2003) 327-338
- Harmer, R., Peterken, G., Kerr, G. & Poulton, P. (2001): Vegetation changes during 100 years of development of two secondary woodlands on abandoned arable land. *Biological Conservation* 101 (2001) 291-304
- Hédl, R., Kopecký, M. & Komárek, J. (2010): Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions* 16 (2010) 267-276
- Iida, S. & Nakashizuka, T. (1995): Forest fragmentation and its effect on species diversity in sub-urban coppice forests in Japan. *Forest Ecology and Management* 73 (1995) 197-210
- Itô, H., Hino, T. & Sakuma, D. (2012): Species abundance in floor vegetation of managed coppice and abandoned forest. *Forest Ecology and Management* 269 (2012) 99-105
- Janík, D., Vrška, T., Šamonil, P., Unar, P., Adam, D., Hort, L. & Král, K. (2007): Struktura a ekologie doubrav národního parku Podyjí na příkladu lokality Lipina. *Thayensia* 7 (2007) 175-206
- Jansen, P. & Kuiper, L. (2004): Double green energy from traditional coppice stands in the Netherlands. *Biomass and bioenergy* 26 (2004) 401-402
- Johann, E. (2007): Traditional forest management under the influence of science and industry: The story of the alpine cultural landscapes. *Forest Ecology and Management* 249 (2007) 54-62
- John, H. & Birks, B. (2005): Mind the gap: how open were European primeval forests? *Trends in ecology and evolution* 20 (2005) 154-156
- Joys, A. C., Fuller, R. J. & Dolman, P. M. (2004): Influences of deer browsing, coppice history, and standard trees on the growth and development of vegetation structure in coppiced woods in lowland England. *Forest Ecology and Management* 202 (2004) 23-37
- Kadavý, J., Kneifl, M. & Knott, R. (2011)b: Establishment and selected characteristics of the Hády coppice and coppice-with-standards research plot (TARMAG I). *Journal of forest science* 57 (2011) 451-458
- Kadavý, J., Kneifl, M., Servus, M., Knott, R., Hurt, V., Flora, M. (2011)a: Nízký a střední les – plnohodnotná alternativa hospodaření malých a středních vlastníků lesa – obecná východiska. *Lesnická práce, s.r.o., nakladatelství a vydavatelství. Kostelec nad Černými lesy*. 296: 14-20

- Kirbi, K. J. & Thomas, R. C. (2000): Changes in the ground flora in Wytham Woods, southern England from 1974 to 1991-implications for nature conservation. *Journal of Vegetation Science* 11 (2000) 871-880
- Kirbi, K. J. (2001): The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry* 74 (2001) 219-229
- Konvička, M., Čížek, L., Beneš, J. (2004): Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. *Sagittaria*, Olomouc
- Lameire, S., Hermy, M. & Honnay, O. (2000): Two decades of change in the ground vegetation of a mixed deciduous forest in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science* 11 (2000) 695-704
- Liberloo, M., Gielen, B., Calfapietra, C., Veys, C., Pigliacelli, R., Scarascia-Mugnozza, G. & Ceulemans, R. (2004): Growth of a poplar short rotation coppice under elevated atmospheric CO₂ concentrations (EUROFACE) depends on fertilization and species. *Annals for forest science* 61 (2004) 299-307
- Lišková, B. (2007): Lesní majetky územně samosprávných celků v minulosti a dnes. In: Dudík, R. & Kupčák, V. (2007): Ekonomické aspekty integrovaného lesního hospodářství (se zaměřením na hospodaření v lesích územně samosprávných celků); Sborník ze zasedání Ekonomické komise Oboru Lesního hospodářství ČAZV, MENDELU, Brno
- Mason, CH. F. & Macdonald, S. M. (2002): Responses of ground flora to coppice management in an English woodland-a study using permanent quadrats. *Biodiversity and Conservation* 11 (2002) 1773-1789
- Misra, P. N., Tewari, S. K., Deer Singh & Katiyar, R.S. (1995): Effect of coppicing height on the regeneration and produktivity of certain firewood shrubs in alkaline soils of North Indian plains. *Biomass and Bioenergy* (1995) 459-463
- Mitchell, F. J. G. (2005): How open were European primeval forests? Hypothesis testing uses paleoecological data. *Journal of Ecology* 93 (2005) 168-177
- Montes, F., Cañellas, I., Del Río, M., Calama, R. & Montero, G. (2004): The effects of thinning on the structural diversity of coppice forests. *Annals for forest science* 61 (2004) 771-779
- Morimoto, Y. (2011): What is Satoyama? Points for discussion on its future direction. *Landscape Ecological Engineering* 7 (2011) 163-171
- MZe ČR (1995): Lesnický naučný slovník, 2. díl. Ministerstvo zemědělství, Praha
- Nagaike, T., Kamitani, T. & Nakashizuka, T. (1999): The effect of shelterwood logging on the diversity of plant species in a beech (*Fagus crenata*) forest in Japan. *Forest Ecology and Management* 118 (1999) 161-171
- Nagaike, T., Kamitani, T. & Nakashizuka, T. (2003): Plant species diversity in abandoned coppice forest in a temperate deciduous forest area of central Japan. *Plant Ecology* 166 (2003) 145-156
- Peterken, G. F. & Game, M. (1984): Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of Central Lincolnshire. *Journal of Ecology* 72 (1984) 155-182
- Peterken, G. F. (1993): Woodland conservation and management. Chapman & Hall, London (1992)
- Peterken, G. F. (1996): Natural woodland: ecology and conservation in northern temperate regions. Cambridge university press
- Polanský, B. (1956): Pěstění lesů III. díl. SZN Praha
- Ratcliffe, P. R. (1992): The interaction of deer and vegetation in coppice woods. In: Buckley, G. P. (1992): Ecology and Management of Coppice Woodlands. Chapman & Hall

- Roberts, M. R. (2004): Response of the herbaceous layer to natural disturbance in North American forests. *Canadian Journal of botany* 82 (2004) 1273-1283
- Rogers, D. A., Rooney, T. P., Olson, D. & Waller, D. M. (2008): Shifts in Southern Wisconsin forest canopy and understory richness, composition, and heterogeneity. *Ecology* 89 (2008) 2482-2492
- Sayer, E. J. (2006): Using experimental manipulation to assess the role of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biological reviews* 81 (2006) 1-31
- Strandberg, B., Kristiansen, S. M. & Tybirk, K. (2005): Dynamic oak-scrub to forest succession: Effects of management on understorey vegetation, humus forms and soils. *Forest Ecology and Management* 211 (2005) 318-328
- Taboada, A., Kotze, D. J., Tárrega, R. & Saldago, J. M. (2006): Traditional forest management: Do carabid beetles respond to human-created vegetation structures in an oak mosaic landscape? *Forest Ecology and Management* 237 (2006) 436-449
- Tewari, S. K., Katiyar R. S., Balak Ram & Misra, P. N. (2004): Effect of age and season of harvesting on the growth, coppicing characteristic and biomass productivity of *Leucaena leucocephala* and *Vitex negundo*. *Biomass and bioenergy* 26 (2004) 229-234
- Van Calster, H., Baeten, L., De Schrijver, A., De Keersmaecker, L., Rogister, J. E., Verheyen, K. & Hermy, M. (2007): Management driven changes (1967-2005) in soil acidity and the understorey plant community following conversion of a coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management* 241 (2007) 258-271
- Van Calster, H., Baeten, L., Verheyen, K., De Keersmaecker, L., Dekeyser, S., Rogister, J. E. & Hermy, M. (2008)a: Diverging effect of overstorey conversion scenarios on the understorey vegetation in a former coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management* 256 (2008) 519-528
- Van Calster, H., Endels, P., Antonio, K., Verheyen, K. & Hermy, M. (2008)c: Coppice management effects on experimentally established populations of three herbaceous layer woodland species. *Biological conservation* 141 (2008) 2641-2652
- Van Calster, H., Chevalier, R., Van Wyngene, B., Archaux, F., Verheyen, K. & Hermy, M. (2008)b: Long-term seed bank dynamics in a temperate forest under conversion from coppice-with-standards to high forest management. *Applied Vegetation Science* 11 (2008) 251-260
- Van der Werf, S. (1991): The influence of coppicing on vegetation. *Vegetatio* 92 (1991) 97-110
- Vera, F. (2000): *Grazing ecology and forest history*. CAB International 2000, London